

Der Blei- und Cadmium-Gehalt
im Zahnstein von Arbeitern
eines Zementwerkes

Maximilian S. Ohneis

Diss.
München
1905

Aus der Poliklinik für Zahnerhaltung und Parodontologie

Direktor: Prof. Dr. E. Son nabend

der Klinik für Zahn-, Mund- und Kieferkrankheiten der

Universität München

Der Blei- und Cadmium-Gehalt im Zahnstein

von Arbeitern eines Zementwerkes

Inaugural-Dissertation

zur Erlangung der Doktorwürde in der Zahnheilkunde

an der Ludwig-Maximilians-Universität zu München

vorgelegt von

Dr. med. Maximilian S. Ohneis

Abensberg

1985

Mit Genehmigung der Medizinischen Fakultät
der Universität München

Berichterstatter: Prof. Dr. E. Sonnabend

Dekan: Prof. Dr. W. Spann

Tag der mündlichen Prüfung: 14.11.1985

Meiner Frau gewidmet



Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41554826_0087

Inhaltsverzeichnis

I.	EINLEITUNG	1
II.	LITERATURÜBERSICHT	2
1.	<u>Blei</u>	
1.1.	Produktion und Verbrauch	3
1.2.	Blei im Ökosystem	4
1.3.	Blei im menschlichen Organismus	5
1.4.	Pathologie der Bleivergiftung	8
2.	<u>Cadmium</u>	
2.1.	Produktion und Verbrauch	10
2.2.	Cadmium im Ökosystem	12
2.3.	Cadmium im menschlichen Organismus	14
2.4.	Pathologie der Cadmiumvergiftung	17
III.	EIGENE UNTERSUCHUNGEN	
1.	Situationsdarstellung in Regensburg	19
2.	Auswahl des Personenkreises	21
3.	Probennahme	22
4.	Prinzip der Atomabsorptionsspektralanalyse	23
5.	Aufbereiten der Proben und Eichlösungen	24
6.	Messung des Blei- und Cadmiumgehalts der einzelnen Probenlösungen mit der AAS	26

IV. ERGEBNISSE

1.	Meßwerte	27
2.	Vergleichende Darstellung der Blei- konzentrationen im Zahnstein von Kontrollpersonen und Arbeitern	35
3.	Korrelation zwischen Bleigehalt im Zahnstein und Rauchmenge	38
4.	Unterschiedliche Bleikonzentrationen im Zahnstein bei Rauchern und Nichtraucher	38
5.	Vergleichende Darstellung des Cadmiumgehalts im Zahnstein von Arbeitern und Kontrollpersonen	43
6.	Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein bei Rauchern und Nichtrauchern	45

V. DISKUSSION

1.	Blei- und Cadmiumgehalt im Zahnstein in Abhängigkeit von Beruf und Wohnlage	48
2.	Blei- und Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein bei verschiedenen Rauchgewohnheiten	52

VI. ZUSAMMENFASSUNG

55

VII. LITERATUR

57

I. EINLEITUNG

„Der Bergwald stirbt - 60% der Bäume im bayerischen Hochgebirge sind erkrankt. In 10 Jahren gibt es keinen Wald mehr“.

Smog-Alarm der höchsten Stufe im westlichen Ruhrgebiet, mit Schließung der Schulen, einem generellen Fahrverbot in den Städten und Stilllegung einzelner Betriebe.

Die Schlagzeilen in der Presse und unübersehbare Schäden machen uns die Gefahr bestimmter, durch die Umwelt auf Mensch, Tier und Pflanzen einwirkende Stoffe bewußt.

Das Jahr 1984 wurde zum Jahr des Baumes proklamiert. Alle sprechen vom sterbenden Wald. Aber wie vergiftet ist bereits der Mensch? Wir wissen heute, wie Blei und Cadmium aus Boden, Luft und Wasser sich in Pflanzen und Tieren anreichern und so auch in menschliche Nahrungsmittel geraten. Es liegen jedoch noch zu wenige Untersuchungen über die Auswirkungen der Luftverschmutzung auf den Menschen vor.

Untersuchungen von Blutproben auf schädliche Schwermetalle wie Blei, Cadmium, Quecksilber u.a. ergeben oft nur eine augenblickliche Bestandsaufnahme dessen, was gerade im Körper transportiert wird. Die Gewebedepots wie Knochen, Leber, Nieren, Pankreas und Zähne sind für Probennahmen in großen Untersuchungsreihen nur schwer zu erreichen. In letzter Zeit hat man versucht, Haare und Zahnstein als leicht zugängliche Speicherdepots auf deren Schwermetallgehalt hin zu analysieren.

Aufgabe dieser Arbeit ist es, den Blei- und Cadmiumgehalt im Zahnstein von Arbeitern eines Zementwerkes zu bestimmen und die Ergebnisse mit einer Kontrollgruppe zu vergleichen.

Berufliche Schwermetallexposition und die Rauchgewohnheiten der einzelnen Untersuchungsgruppen werden dabei berücksichtigt.

II. LITERATURVERZEICHNIS

1. Blei

1.1. Produktion und Verbrauch

In Tabelle 1 ist die Produktion von Blei 1980 (Statistisches Jahrbuch 1981) zusammengestellt. Im Verbrauch steht an erster Stelle die Herstellung von Bleiakkumulatoren, gefolgt von Bleitetraäthyl für die Petrochemie als „Antiklopfmittel“. Daneben findet Blei u.a. Anwendung in Farben, Dacheindeckungen, Erdkabeln, Bleiglas, im Strahlenschutz, für Bleigeschosse, Buckdrucklettern und Stabilisatoren in der Kunststoffindustrie.

Tabelle 1: Produktion von Blei 1980 (Statistisches Jahrbuch 1981)

Bundesrepublik Deutschland	301 000 t
Europäische Gemeinschaft	1 127 000 t
USA	1 076 000 t
UdSSR	780 000 t (geschätzt)
Japan	221 000 t
Welt	5 500 000 t (geschätzt)

1.2. Blei im Ökosystem

Durch anthropogene Emissionen wird Blei in zunehmenden Maße global über Luft, Wasser und Boden verteilt. Der Bleigehalt in der Luft ist bei uns hauptsächlich auf Autoabgase zurückzuführen. Doch auch verschiedene Industrien können hohe Bleimengen emittieren. Aus der Luft wird Blei durch Regen- und Schneefälle ausgewaschen, wobei von 1 ml Regenwasser etwa die gleiche Schwermetallmenge aufgenommen wird als in 1 m³ Luft enthalten ist (UBA 1976). Der Bleigehalt im Boden erreicht nach Angaben verschiedener Autoren maximal bis zu 200 mg/kg. Flächen, die 50 - 100 m neben Autostraßen liegen, sind besonders hoch kontaminiert. In unmittelbarer Nähe eines Akkumulatorenwerkes wurden in jüngster Zeit jedoch bis zu 35 g/kg gefunden (Labor f. Bodenuntersuchungen und Spurenmetall-Analytik 1984)!

Blei wird im Boden an Humus und Ton relativ fest gebunden und von Pflanzen aus dem Boden nur in geringem Maße aufgenommen. Der hohe Bleigehalt von Pflanzen rührt daher in erster Linie von oberflächlicher Kontamination - insbesondere Autoabgasen - her. Durch küchentechnische Maßnahmen wie Waschen, Putzen, Entfernen äußerer Deckblätter u.s.w. kann daher die Bleibelastung durch pflanzliche Nahrungsmittel entscheidend verringert werden (ZEBS 1979).

Die Bleiimissionen der Gewässer stammen vorwiegend aus der Atmosphäre, daneben auch aus bleihaltigen Abwässern, wobei Patterson et al. (1976) annehmen, daß etwa 80% des Bleis in Abwässern aus dem industriellen Bereich stammen. Trinkwasser darf in der Bundesrepublik Deutschland maximal 40 µg Blei/l enthalten. Blei wird bei Fisch vorwiegend in den Innereien angereichert, doch im Fleisch bestimmter Muschelarten wurden bis zu 45 mg Blei/kg Trockenmasse gemessen (Fathi und Lorenz 1980).

1.3. Blei im menschlichen Organismus

Ohne berufliche Belastung und außerhalb des Umkreises von bleiemittierenden Betrieben, d.h. bei „normaler“ Bleibelastung, stellt auch heute noch die Nahrung die größte Bleizufuhrquelle vor Luft und Wasser dar (ZEBS 1979, Piscator und Vouk 1979, Gross 1981).

Das Bundesgesundheitsamt hat 1979 (ZEBS 1979) Richtwerte für den Bleigehalt vieler Lebensmittel bekanntgegeben. Das FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (WHO 1980) hält eine tägliche Bleiaufnahme von 400 µg aus Lebensmittel für vorläufig duldbar. Hinzu kommen noch ca. 100 µg Blei aus Trinkwasser.

Neben dem direkten Weg der oralen Aufnahme können auch bleihaltige Stäube, die sich zunächst in den

Luftwegen niedergeschlagen haben, über den mucocillaren Transportweg aus dem Bronchialraum heraus in den Intestinaltrakt gelangen (Nordberg 1976). Neben der Zufuhr über Nahrung und Trinkwasser spielt die persönliche Sauberkeit und Hygiene eine wichtige Rolle bei der oralen Bleiaufnahme. Besonders gefährdet sind hierbei Kleinkinder beim Spielen in bleikontaminierter Umgebung (Mahaffey 1977, Needleman et al. 1978). Die Resorptionsquote oral aufgenommenen Bleis beträgt beim Erwachsenen nur durchschnittlich 5 bis 10% (Gross 1981), während bei Kindern bis zu 50% resorbiert werden (Repko und Corum 1979). Bei Eisenmangel (Watson et al. 1980) ist die Resorptionsquote von Blei bis zu 70% erhöht. Magnesium (Singh et al. 1979), Calcium und Zink (Conrad und Barton 1978) verringern die Resorption.

Bei beruflicher Exposition und in der Nähe von Emittenten übersteigt die inhalativ aufgenommene Menge oftmals die orale Bleizufuhr (Aurang et al. 1978), 1979, Sonneborn 1978a, 1978b). Zielhuis et al. (1977) fanden bei starken Rauchern im Mittel 20% höhere Blutbleiwerte als bei Nichtrauchern. Die pulmonale Resorptionsquote kann 50 - 100% betragen (Nordberg 1976). Organische Bleiverbindungen werden leicht durch die Haut resorbiert, was Clausen und Rastogi (1977) bei KFz-Mechanikern nachweisen konnten.

Resorbiertes Blei gelangt zunächst ins Blut, wo es rasch zu über 90% an die Erythrozyten gebunden wird (Conrad und Barton 1978). Rabinowitz et al. (1976) entwarfen ein 3-Compartment-Modell für die Bleiverteilung im Menschen:

Pool I (Blut) enthält 1,7 - 2 mg Blei mit einer mittleren Halbwertszeit von 35 Tagen
Pool II (Weichgewebe) enthält 0,3 - 0,9 mg Blei mit einer mittleren Halbwertszeit von 40 Tagen

Pool III (Skelett) enthält ca. 200 mg, entsprechend 90 - 95% des Gesamtkörperbleis mit einer durchschnittlichen Halbwertszeit von 27 Jahren.

Auf Grund ihres geringen Stoffwechsels haben Zähne ebenfalls die Funktion eines Langzeitspeichers für Blei. Milchzähne stellen wegen ihrer leichten Gewinnbarkeit ein wertvolles Maß für die Bleibelastung von Kindern in exponierten Gebieten dar (Needleman et al. 1979, Fosse und Justesen 1978, Sonntag-Dierks 1982).

Auch Zahnstein hat sich als geeignetes Untersuchungsmaterial zur Überwachung bleiexponierter Personen erwiesen (Sonnabend et al. 1976, 1978a, 1978b, Emslander 1978).

Die Akkumulation von Blei im Haar ist ca. 20 mal höher als im Blut. Obwohl eine positive Korrela-

tion zwischen Bleikonzentration im Haar und Bleibelastung festgestellt wurde (Rabinowitz et al. 1976, Sonneborn 1978b), war nicht sicher, ob das gefundene Blei körpereigen war oder durch äußere Kontamination auf die Haare gelangt ist.

Infolge der geringen Resorption von Blei im Gastro-Intestinalbereich erfolgt die Ausscheidung oral aufgenommenen Bleis zu 99% über den Stuhl und nur zu ca. 1% über den Urin (Kisser 1977). Zusätzlich zum nicht resorbierten Blei gelangt hierbei über die Galle und gastrointestinale Sekretion Blei in die Faeces (Rabinowitz et al. 1976).

54 - 78% des Bleis, das den Blutpool verläßt, wird renal ausgeschieden. Die mittlere Urinexkretion liegt beim Erwachsenen zwischen 18 und 40 µg/Tag, wobei Werte bis 80 µg/Tag noch als normal anzusehen sind (Gross 1981).

1.4. Pathologie der Bleivergiftung

Hämatopoetisches System

Blei hemmt die Enzyme Aminolävulinsäure-Dehydratase (ALA-D), Koproporphyrin-Oxidase (KPG-Oxidase) und Ferrochelatase in der Biosynthese des Hämoglobins (Campbell et al. 1977b, Seubert et al. 1980).

Die ALA-D Konzentration im Urin kann als Maßstab für das Ausmaß der Bleivergiftung im Körper benutzt werden (Voirol u. Lob 1971). Die basophile Tüpfelung der Erythrozyten ist charakteristisch für eine Bleiintoxikation (Seubert et al. 1980).

Nervensystem

Viele Arbeiten der letzten Jahre konzentrieren sich auf eine mögliche neurotoxische Wirkung von Blei bei Blutkonzentrationen von etwa 30 - 80 µg pro dl, insbesondere bei Kindern (Bornschein et al. 1980, Sachs et al. 1978, Hall 1979). Bei Bleikonzentrationen von über 120 µg/dl besteht die Gefahr der Ausbildung der Blei-Encephalopathie, der schwersten Form der chronischen Bleiintoxikation (Waldron 1978). Bei Kindern wurden Dauerschäden nach Blei-Encephalopathie in 82% der untersuchten Fälle gefunden (Damstra 1977). Auch Auge und Gehör können dann betroffen sein (Repko und Corum 1979).

Die früher oftmals beschriebene typische „Fallhand“ als Folge einer beruflichen Bleivergiftung ist heute kaum noch zu sehen (Lachnit 1979). Von bleiexponierten Arbeitern wurden jedoch Tremor der Hände, Schwäche der Extensoren der Hand- und der Flexoren der Fußgelenke, sowie Muskelschmerzen angegeben (Winegar et al. 1977).

Niere

Nach Angaben von Campbell et al. (1977a) und Damstra (1977) treten Schädigungen der Niere erst bei relativ langer und hoher Bleiexposition und in Fällen auf, bei denen sich bereits bleibende Erkrankungen des hämatopoetischen Systems im Rückenmark und des peripheren Nervensystems manifestiert haben. Bei Kindern kann sich das sog. Fanconi-Syndrom, eine Membranschädigung der proximalen Tubuli, ausbilden.

2. Cadmium

2.1. Produktion und Verbrauch

Die großtechnische Anwendung von Cadmium setzte erst im Laufe dieses Jahrhunderts ein. So ist z. B. die Weltproduktion an Cadmium von ca. 1000 t /10 Jahren 1910 - 1919 auf ca. 150000 t/10 Jahre 1970 - 1979 gestiegen (CEC 1981). In Tabelle 2 sind einige Produktions- und Verbrauchszahlen zusammengestellt. Die Bundesrepublik Deutschland ist im Bereich der Europäischen Gemeinschaft der größte Produzent und Verbraucher von Cadmium. Der Verbrauch teilte sich z.B. 1977 in der in Tabelle 3 angegebenen Weise auf.

Tabelle 2: Produktion und Verbrauch (in Tonnen/Jahr)
von Cadmium (nach CEC 1981)

	Produktion		Verbrauch	
	1968	1978	1968	1978
B.R.D.	342	1181	1702	1836
E.G.	2084	4080	3533	6247
Japan	2195	2531	1504	1131
U.S.A.	4831	1708	6175	4695
UdSSR	2200	3000	1735	2500
Welt	14973	17153	15974	16784

Tabelle 3: Verbrauch von Cadmium in der Bundesrepublik Deutschland 1977 (nach CEC 1981)

Farben	31,2 %
Stabilisatoren für Kunststoffe	20,0 %
Batterien	13,0 %
Galvanisierung	21,7 %
Legierungen	2,6 %
Cadmiumverbindungen	5,0 %
Cadmium im Zink	2,8 %
andere Produkte	3,7 %
	100,0 %

2.2. Cadmium im Ökosystem

Wesentlich ungenauere und teilweise sich widersprechende Schätzungen existieren zur Frage der jährlich an Luft, Wasser und Boden abgegebenen Cadmiummenge. Für die Bundesrepublik Deutschland hat das Umweltbundesamt die in Tabelle 4 aufgeführten Werte angegeben.

Tabelle 4: Geschätzte Cadmiumabgabe (Tonnen pro Jahr) an die Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland (nach UBA 1981)

Abluft	ca. 90 t Cd/a
Abwasser	ca. 160 t Cd/a
Abfälle	ca. 160 t Cd/a
Phosphatdünger	ca. 65 t Cd/a

Nach diesen Angaben stammt der größte Teil des an die Umwelt abgegebenen Cadmiums nicht aus der Produktion und dem Verbrauch von Cadmium selbst, sondern von der Eisen- und Stahlproduktion sowie dem Verbrennen von Kohle, da sowohl Eisenerze als auch Kohle relevante Mengen an Cadmium enthalten. Darüber hinaus besteht eine nicht zu vernachlässigende natürliche Cadmiumemission von ca. 830 Tonnen/Jahr weltweit in die Atmosphäre

(Nriagu 1979). Der größte Anteil daran (ca. 60%) ist vulkanischen Ursprungs.

Der Cadmiumgehalt im Ackerboden liegt normalerweise unter 1 mg/kg (CEC 1981). Wie zu erwarten, sind die Konzentrationen in der Nähe von Cadmiumemittenten wesentlich höher (Carruthers und Smith 1979). Daneben werden jedoch größere Mengen an Cadmium mit Superphosphatdünger und Klärschlämmen auf die Felder gebracht. Böden, die z. B. mit Klärschlamm der Mülldeponie München-Großlappen gedüngt wurden, wiesen Cadmiumkonzentrationen von 15 - 35 mg/kg auf (Diez und Rosopulo 1976). Dies entspricht dem Zehnfachen des vorgeschlagenen Maximalwertes von 3 mg/kg (§ 15 Abfallbeseitigungsgesetz, Vorlage 1979; zitiert bei Drasch 1983).

Zahlreiche Nahrungsmittel wurden auf ihren Cadmiumgehalt hin untersucht. Leber und Niere, Fische, Mollusken und Krabben, aber auch Blattgemüse und wildwachsende Pilze zeigten dabei Spitzenwerte über 1 mg/kg (Fathi u. Lorenz 1980, Laub et al. 1977, Seeger 1982).

Cadmiumkonzentrationen im Süßwasser sind normalerweise gering, auch unbelastetes Meerwasser enthält unter 0,1 µg Cadmium pro Liter (CEC 1981). Der Cadmiumgehalt des Trinkwassers macht in der Regel nur einen relativ geringen Anteil an der insgesamt vom Menschen resorbierten Cadmiummenge

aus (Drasch 1983).

2.3. Cadmium im menschlichen Organismus

Bei der beruflich nicht belasteten Bevölkerung stellen die Nahrung und das Rauchen die beiden Hauptquellen der Cadmiumaufnahme dar, bei Nichtrauchern ist die Nahrung mit Abstand der wichtigste Aufnahmeweg (Lauwerys 1982).

In der Bundesrepublik Deutschland werden nach Angaben verschiedener Autoren ca. 30 - 50 µg Cadmium pro Tag aufgenommen (ZEBS 1979, IARC 1976). In der WHO - Studie (1972) wird eine maximal tolerierbare Höchstmenge von 51 - 71 µg/Tag empfohlen. In industriell belasteten Gebieten der Bundesrepublik Deutschland werden diese Richtwerte um ein Mehrfaches überschritten (UBA 1977).

Die gastrointestinale Resorptionsrate wird mit 5 bis max. 10% angegeben, d.h. 0,24 - 5,04 µg Cadmium werden pro Tag resorbiert. Besonders Eisenmangel führt zu einer beträchtlichen Erhöhung der Resorptionsquote von Cadmium (Lauwerys 1982, Lauwerys et al. 1977, 1982, CEC 1981, WHO 1980). Die inhalative Cadmiumaufnahme stellt bei beruflich nicht exponierten Rauchern einen entscheidenden Anteil an der Gesamtbelastung dar. Bei ca. 20 Zigaretten pro Tag werden ca. 1,4 µg Cadmium resorbiert (IARC 1976, CEC 1981).

Bei beruflich exponierten Personen stellt die Inhalation von Cadmiumstäuben und -dämpfen oft die Hauptgefahrenquelle dar.

Das inhalierte Cadmium wird zu 20 - 30% in der Lunge deponiert. Ca. 60% hiervon werden resorbiert. Auch die durch Zilien in den gastrointestinalen Bereich transportierten Cadmiumpartikel müssen berücksichtigt werden.

In Tabelle 5 werden die mittleren, pro Tag resorbierten Cadmiummengen bei verschiedenen Personengruppen aufgezeigt (Lauwerys 1982).

Tabelle 5: Mittlere, täglich von einem Erwachsenen in der Bundesrepublik Deutschland resorbierte Mengen an Cadmium (μg)

orale Resorption	norm. Eisenspiegel	Eisenmangel
	5%	15%
Nichtraucher	2,88 μg	8,24 μg
schwacher Raucher (1/2 Packung/Tag)	3,58 μg	8,94 μg
starker Raucher (3 Packungen/Tag)	7,10 μg	12,46 μg

Resorbiertes Cadmium wird nach einer z.Zt. bestehenden Hypothese vom Blut in die Leber transportiert, wo es an Methallothionein gebunden wird. Dieser Komplex wird wieder an das Blut abgegeben, durch die Glomerula der Niere filtriert, in den Tubuli in die Niere zurückresorbiert und dort gespeichert. Leber und Niere zusammen enthalten ca. 50% des Cadmiums, das im Organismus gespeichert wird (Lauwerys 1982, Piscator u. Petterson 1977).

Die Ausscheidung von Cadmium erfolgt beim Menschen zum größten Teil über die Niere, liegt aber meist unter 2 µg pro Tag.

Die biologische Halbwertszeit von Cadmium ist in vielen Organen länger als 10 Jahre (Ellis et al. 1979, Sugita 1978).

Die Cadmiumkonzentration im Blut spiegelt den Stand der Cadmiumexposition der letzten Monate wieder (Lauwerys et al. 1976, Nordberg 1976, Vahter 1982). Bei Rauchern liegt sie signifikant höher als bei Nichtrauchern (Einbrodt 1976, Vahter 1982). Bei extrem hoher beruflicher Exposition spiegelt auch die Cadmiumkonzentration im Urin die aktuelle Cadmiumbelastung wieder. Bei Nierenschädigungen jedoch erhöht sich die Cadmiumkonzentration im Urin sprunghaft (Kjellström et al. 1977, Lauwerys et al. 1976).

Da sich Cadmium auch in den Haaren anreichert,

werden diese wegen der leichten Gewinnbarkeit als Indikator für die bestehende Cadmiumbelastung untersucht. Eine Kontamination mit cadmiumhaltigen Stäuben erschwert jedoch die Bestimmung. Eine Vorbehandlung durch intensives Waschen löst wiederum körpereigenes Cadmium heraus, so daß widersprüchliche Cadmiumkonzentrationen im Haar, Leber und Niere gefunden wurden (Oleru 1976, Gross et al. 1976).

Auch im Zahnstein wurden bei beruflich belasteten Personen erhöhte Cadmiumkonzentrationen gefunden (Sonnabend et al. 1976, Herzog 1977, Sonntag-Dierks 1982, Uygun 1983).

Ebenso konnten auch bei Rauchern erhöhte Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein gemessen werden (Uygun 1983).

2.4. Pathologie der Cadmiumvergiftung

Lunge

Neben direkter toxischer Wirkung von Cadmium auf das Lungengewebe nach inhaliertem Cadmiumrauch und -staub (Friberg et al. 1974, Piscator 1976) können auch durch orale Cadmiumaufnahme Lungenemphyseme, Lungenentzündungen und Fibrosen erzeugt werden (Nordberg 1976). Werden diese akuten Erkrankungsformen hauptsächlich durch massive Expositionen verursacht, kommt für die chronische

Schädigung der Lunge hauptsächlich das Rauchen in Betracht (Stanescu et al. 1977).

Niere

Chronische Nierenschädigungen treten beim Menschen sowohl bei zu hoher inhalativer als auch oraler Cadmiumbelastung auf. Im Vordergrund steht dabei die Proteinurie als Frühsymptom (Friberg et al. 1974, Kjellström 1976).

Weitergehende Schädigungen der Niere sind Glukosurie, verminderte Konzentrationsfähigkeit mit erniedrigter Inulinclearance, Aminoacidurie, gestörter Calcium- und Phosphatausscheidung und erhöhtem Vorkommen von Nierensteinen (Piscator 1976, Nordberg 1976, UBA 1977).

Knochensystem

Knochenveränderungen in Form einer Osteomalazie und Osteoporose als Folge einer erhöhten Cadmiumexposition wurden zuerst bei mehrgebärenden Frauen in Japan beobachtet - die Itai-Itai Krankheit. Langzeitstudien an Ratten zeigen, daß Cadmium alleine diese Knochenerkrankungen hervorruft (Nogawa u. Kobayashi 1980, Takashima et al. 1980).

III. EIGENE UNTERSUCHUNGEN

1. Situationsdarstellung in Regensburg

Den lufthygienischen Jahresberichten des Landesamt für Umweltschutz der Jahre 1982 und 1983 ist eine Zunahme der Gesamtstaubniederschläge in Regensburg und Kelheim (Abensberg liegt 15 km von Kelheim entfernt) zu entnehmen. Diese ansteigende Tendenz ist aber auch an fast allen anderen Meßorten erkennbar.

Gesamtstaubniederschlag in mg/m²d:

Jahresdurchschnittswert	1982	1983
Kelheim	166	215
Regensburg	115	169

Bleiniederschlag in µg/m²d:

Jahresdurchschnittswert	1982	1983
Kelheim	72	111
Regensburg	79	106

Cadmiumniederschlag in µg/m²d:

Jahresdurchschnittswert	1982	1983
Kelheim	1,8	1,7
Regensburg	1,6	1,3

Die Ergebnisse zeigen aber auch, daß hinsichtlich der Schwermetallbelastung keine wesentlichen Un-

terschiede zwischen Kelheim und Regensburg bestehen.

Als Primär- und Sekundäremittenten von Schwermetallen sind im Raum Kelheim

- die Bayerische Zellstoff AG
- die Hoechst AG

und im Raum Regensburg

- die Süddeutsche Zucker AG
- das Chemiewerk Heyden GmbH
- die Kalk- und Portlandzementwerke
Büechl/Funk

als Hauptindustriезweige für die Schwermetallbelastung verantwortlich.

Bei Westwind-Drift muß eine Überlagerung durch die Schadstoffemissionen der Raffinerieanlagen von Ingolstadt, Münchsmünster und Neuburg a.d.D. berücksichtigt werden.

Schwermetallemissionen von Zementöfen ($\text{mg/m}^3_{\text{n, tr}} \cdot 10^{-3}$)

Element	Grenzwerte	Mittelwert
Arsen	0,1 - 10	1
Blei	0,1 - 477	44
Cadmium	0,0 - 1	1
Thallium	0,1 - 77	11
Zink	0,2 - 40	13

(Verein Deutscher Zementwerke e.V. 1981 -1984)

2. Auswahl des Personenkreises

Wir wollten mit unserer Untersuchung klären, ob es bei Arbeitern eines Zementwerkes zu einer erhöhten Aufnahme von Blei und Cadmium in den Zahnstein kommt und welche Schlußfolgerungen für den Fall einer erhöhten Schwermetalleinlagerung in den Zahnstein gezogen werden können.

Bereits bei der Zahnsteinprobennahme wurde genau festgehalten, welches Geschlecht und welche Rauchgewohnheit der Proband hatte.

Zur Gegenüberstellung untersuchten wir den Zahnstein bei einer Kontrollgruppe von 54 Personen. Diese bestand ausschließlich aus Patienten meiner Zahnarztpraxis in Abensberg. Dabei wurden jedoch durch Befragung die Personen ausgeschlossen, die aufgrund ihrer Tätigkeit im Karosseriebau, im Akkumulatorenbau, im Karosseriebau, in der chemischen Industrie oder im Polizeidienst heute noch als blei- und cadmiumgefährdet gelten.

Bei unserer Zielgruppe handelte es sich ausschließlich um männliche Arbeiter (60 Personen) des Zementwerkes der WALHALLA KALKWERKE in Regensburg.

3. Probennahme

Die Zahnsteinproben wurden bei allen zu untersuchenden Personen auf die gleiche Art gewonnen. Aus organisatorischen Gründen erfolgte die Probennahme bei den Zementarbeitern während des Schichtwechsels. Innerhalb kürzester Zeit mußte die Probennahme bei den 60 Arbeitern abgeschlossen werden.

Mit einem sichelförmigen Hartmetallinstrument wurden schollenförmige Zahnsteinpartikel abgesprengt und in ein nummeriertes Eppendorf-Reaktionsgefäß gegeben, das mit dem anhängenden Deckel sofort luftdicht verschlossen werden konnte. Da nicht immer genügend Ablagerungen gefunden wurden, war eine Spezifizierung nach subbeziehungsweise supragingivalem Zahnstein nicht möglich. Für die Messung mittels der Atomabsorptionsspektralanalyse waren jedoch kleinste Mengen ausreichend. Die Zahnsteinproben der Kontrollpersonen aus der Praxis wurden daher ebenfalls zunächst in kleine Reaktionsgefäße gegeben, luftdicht verschlossen und gemeinsam mit allen anderen Proben im Labor weiterverarbeitet.

4. Prinzip der Atomabsorptionsspektralanalyse

Für die Messung des Gehalts an Spurenelementen in festen Stoffen hat sich die Atom-Absorptions-Spektralanalyse (AAS) wegen der Spezifität, der Präzision, der absoluten Genauigkeit und der hohen Nachweisempfindlichkeit als Bestimmungsmethode der Wahl durchgesetzt.

Bei der flammenlosen Atomabsorptionsspektralanalyse wird die in Salpetersäure gelöste Probe in einem elektrisch beheizten Graphitrohr bei Temperaturen zwischen 1400°C und 2700°C verdampft und atomisiert. Der dabei entstehende Atomdampf absorbiert das für das betreffende Element charakteristische Licht (Spezifität!) umso stärker, je größer die Anzahl der entsprechenden Atome im Dampf ist, d.h. je höher die Konzentration des entsprechenden Elements in der Analysenprobe ist. Das Analyseergebnis kann wie bei anderen Spektralanalysenverfahren durch die Untergrundstrahlung gestört werden. Das neue Atomabsorptionsspektrometer ZEEMAN 3030 schaltet durch den sogenannten ZEEMAN-Effekt Störeinflüsse aus, die durch die Untergrundstrahlung hervorgerufen werden. Mit Hilfe einer Steuer- und Anzeigeneinheit ist es möglich, das Meßsignal und den störenden Untergrund abzubilden und durch gezielte Eingriffe in den Analysengang die Störsignale zu beseitigen (Präzision!).

In Vergleichsuntersuchungen mit der Röntgenfluoreszenzanalyse konnte die Genauigkeit der Methode bei der Bestimmung bekannter Konzentrationen an Spurenelementen demonstriert werden. Dabei wurde festgestellt, daß die Genauigkeit der Röntgenfluoreszenzanalyse besonders gut ist, wenn die Spurenelementgehalte größer als etwa 200 ppm sind. Die Atomabsorptionsspektralanalyse hat dagegen eindeutig Vorteile, wenn die Spurenelementgehalte kleiner als etwa 20 ppm sind.

Bei der flammenlosen AAS ist die Verweildauer der Atomwolke im Lichtstrahl der Hohlkathodenlampe gegenüber der AAS mit Flamme bedeutend länger. Die Nachweisempfindlichkeit kann daher bis um den Faktor 500 gesteigert werden. Durch Abschalten der Inertgasspülung während des eigentlichen Meßvorgangs ist eine weitere Erhöhung der Nachweisempfindlichkeit zu erreichen.

5. Aufbereiten der Proben und Eichlösungen

Die Zahnsteinproben wurden im Exsiccator bei 55°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Anschließend erfolgte die Wägung der Proben auf einer Präzisions-Mikrowaage der Firma METTLER (Genauigkeit 0,00001 Gramm).

In Eppendorf-Reaktionsgefäßen wurden die Proben

mit 50 µl konzentrierter Salpetersäure versetzt und 5 - 10 Tage luftdicht bei Zimmertemperatur gelagert, bis sie vollständig in Lösung gegangen waren. Nach Ablauf dieser Zeit zeigte sich eine trübe und zähflüssige Konsistenz. Mittels Aqua destilata wurde die Lösung auf 1 ml verdünnt.

Die flammenlose AAS im Graphitrohr liefert wie die Mehrzahl aller analytischer Bestimmungsmethoden nur Relativwerte, aus denen erst durch Eichung die gesuchten absoluten Konzentrationen erhalten werden.

Als Stammlösungen verwandten wir eine 1 mg% Pb-Lösung und eine 0,01 mg% Cd-Lösung. Durch entsprechende Verdünnungsschritte erreichten wir folgende Standardkonzentrationen:

Bleibestimmung:

Standard 1: 10 ng/ml
Standard 2: 50 ng/ml
Standard 3: 100 ng/ml

Cadmiumbestimmung:

Standard 1: 1 ng/ml
Standard 2: 2 ng/ml

Als Nullwerte wurden jeweils 50 µl HNO₃ conc. mit Aqua dest. auf 1 ml aufgefüllt.

6. Messung des Cadmium- und Bleigehalts der einzelnen Probenlösungen mit der AAS

Als Atomabsorptionsspektralphotometer wurde das Gerät ZEEMAN 3030 kombiniert mit der Graphitrohrküvette HGA 600 der Firma PERKIN-ELMER verwendet. Für die Bleibestimmung wurde ein Filter der Wellenlänge 283,3 nm, für die Cadmiumbestimmung ein Filter mit der Wellenlänge 228,8 nm eingesetzt.

Der Autosampler wurde zuerst mit der Nullwertlösung, weiter mit den Standardlösungen und schließlich mit den nummerierten Proben bestückt. Von den einzelnen Lösungen gelangten jeweils zweimal 20 µl zur Messung, indem sie mit der automatischen Pipette des Autosamplers in das kalte Graphitrohr eingespritzt wurden.

Folgendes Programm lief bei jeder Bestimmung automatisch ab (unterschiedliche Temperaturen bei der Blei- und Cadmiumbestimmung!):

Temperatur °C		Aufheizzeit sec	Haltezeit sec
Blei	Cadmium		
120	120	20	20
250	500	20	20
2100	2400	1	3 Gas-Stop Messung
2700	2700	1	5 Ausheiz- phase

IV. ERGEBNISSE

1. Meßwerte

In den Tabellen 6 und 7 sind alle Daten aufgeführt, die wir für jeden Teilnehmer an der Untersuchung zusammengetragen haben. Man kann also für jeden Meßwert die Gruppenzugehörigkeit (Kontrolle bzw. Arbeiter), das Alter, das Geschlecht, die Wohnlage und die durchschnittliche Rauchmenge (Zigaretten pro Tag) ablesen.

Zeichenerklärung:

Sex : 1 = männlich
0 = weiblich

Wohnlage : 1 = Stadtgebiet
0 = ländliches Wohngebiet

Rauchmenge: 0 = Nichtraucher
10 = Raucher mit weniger als 20 Zigaretten pro Tag
20 = Pfeifenraucher
30 = Raucher mit mehr als 20 Zigaretten pro Tag

Blei : Angabe in ppm ($\mu\text{g/g}$)

Cadmium : Angabe in ppm ($\mu\text{g/g}$)

Das jeweilige Meßergebnis Blei- bzw. Cadmiumgehalt der Zahnsteinproben entstand aus dem arithmeti-

Tabelle 6: Originaldaten der Kontrollpersonen

ORIGINAL-DATEN							
GRUPPE	MESSUNG-NR.	ALTER	SEX	WOHNLAGE	RAUCHMENGE	BLUT	CHOLIN
KONTROLLE	1	43	1	1	0	.432	.254
	2	56	0	0	0	.468	.05
	3	33	0	0	10	.714	.112
	4	42	0	0	0	.371	.029
	5	44	0	0	0	1.341	.041
	6	50	0	0	0	1.382	.123
	7	43	0	0	10	1.307	.363
	8	50	0	0	10	1.232	.055
	9	40	0	0	30	2.333	.038
	10	51	0	0	20	3.307	.046
	11	40	0	0	20	.408	.082
	12	55	0	0	0	6.303	.111
	13	22	0	0	0	2.542	.034
	14	33	0	0	30	3.889	.032
	15	44	0	0	10	5.494	.062
	16	41	0	0	10	2.198	.013
	17	44	0	0	20	1.093	.026
	18	40	0	0	10	.712	.052
	19	20	0	0	30	2.777	.063
	20	38	0	0	0	.468	.01
	21	48	0	0	0	1.743	.006
	22	33	0	0	30	3.419	.12
	23	33	0	0	10	.438	.0
	24	33	0	0	0	3.311	.003
	25	44	0	0	0	1.202	.001
	26	41	0	0	0	1.531	.015
	27	44	0	0	0	.031	.025
	28	63	0	0	30	1.677	.013
	29	61	0	0	0	1.277	.001
	30	50	0	0	0	.689	.031
	31	55	0	0	0	.531	.006
	32	55	0	0	0	3.093	.015
	33	43	0	0	0	2.877	.009
	34	48	0	0	0	3.156	.228
	35	56	0	0	0	2.622	.651
	36	56	0	0	10	2.934	.072
	37	47	0	0	0	4.162	.0
	38	41	0	0	0	4.156	.185
	39	44	0	0	0	1.551	.033
	40	29	0	0	0	2.432	.048
	41	25	0	0	10	6.103	.176
	42	28	0	0	0	1.78	.007
	43	41	0	0	10	4.124	.054
	44	48	0	0	0	1.787	.022
	45	50	0	0	0	1.611	.008
	46	50	0	0	10	2.927	.008
	47	50	0	0	0	2.241	.001
	48	11	0	0	0	3.624	.056
	49	19	0	0	0	3.238	.003
	50	58	0	0	10	4.406	.015
	51	7	0	0	0	1.252	.012
	52	27	0	0	30	3.116	.006
	53	0	1	0	0	6.389	.022
	54	0	1	0	0	2.915	.001

Tabelle 7: Originaldaten der Arbeiter des Zementwerkes

ORIGINAL-DATEN							
GRUPPE	MESSUNG-NR	ALTER	SEX	WOHNLAGE	RAUCHMENGE	BLEI	CADMIUM
ARBEITER	53	43	1	0	0	12,464	0
	56	43	1	0	10	1,738	.242
	57	43	1	0	0	3,445	0
	58	43	1	0	30	2,409	.004
	59	43	1	0	0	3,212	1,591
	60	43	1	0	0	1,403	0
	61	43	1	0	0	1,317	.002
	62	43	1	0	30	1,488	0
	63	43	1	0	30	1,372	.034
	64	43	1	0	0	1,553	0
	65	43	1	0	30	2,506	0
	66	43	1	0	0	1,235	0
	67	43	1	0	0	1,652	0
	68	43	1	0	0	1,371	0
	69	43	1	0	0	1,739	0
	70	43	1	0	0	4,813	.019
	71	43	1	0	0	1,028	.051
	72	43	1	0	0	1,018	.155
	73	43	1	0	30	4,717	.001
	74	43	1	0	30	2,471	.002
	75	43	1	0	0	3,411	.197
	76	43	1	0	0	1,881	.011
	77	43	1	0	10	3,361	0
	78	43	1	0	0	1,601	0
	79	43	1	0	0	1,786	0
	80	43	1	0	0	2	0
	81	43	1	0	0	2,045	0
	82	43	1	0	0	5,327	.008
	83	43	1	0	0	6,35	.404
	84	43	1	0	0	1,577	.604
	85	43	1	0	0	1,207	.008
	86	43	1	0	0	3,333	0
	87	43	1	0	20	2,935	0
	88	43	1	0	0	1,56	0
	89	43	1	0	30	10,666	0
	90	42	1	0	0	7,767	.758
	91	42	1	0	10	2,148	.007
	92	42	1	0	0	4,853	0
	93	42	1	0	30	5,7	.025
	94	42	1	0	0	4,105	.575
	95	42	1	0	10	2,757	.374
	96	42	1	0	0	2,565	.025
	97	42	1	0	10	17,401	.1
	98	42	1	0	0	4,366	.02
	99	42	1	0	10	5,575	.11
	100	42	1	0	0	6,308	.025
	101	42	1	0	30	5,876	.121
	102	42	1	0	0	1,732	.913
	103	42	1	0	0	.904	.012
	104	42	1	0	0	2,141	.028
	105	42	1	0	10	9,914	0
	106	42	1	0	30	15,846	.196
	107	42	1	0	30	6,21	.022
	108	42	1	0	10	2,347	.016
	109	42	1	0	0	.827	.013
	110	42	1	0	0	.503	0
	111	42	1	0	10	1,75	0
	112	42	1	0	10	1,828	0
	113	42	1	0	0	8,314	0
	114	42	1	0	0	.504	0

schen Mittelwert von je drei Messungen im Atomabsorptionsspektralphotometer für jede Probe.

Die Tabelle 8 zeigt für sämtliche untersuchte Variablen, aufgegliedert in die zwei Gruppen

- Kontrollpersonen (KONTROLLE)
- Arbeiter des Zementwerkes (ARBEITER)

die deskriptive Statistik mit

1. Stichprobenumfang
2. Minimalwert
3. Maximalwert
4. Mittelwert
5. Standardabweichung
6. Median
7. GAUSS-Verteilung

Nach dem KOLMOGOROV-SMIRNOV-Test, der zur Feststellung der GAUSS-Verteilung angewendet wurde, lag bei der Variablen Alter für die Kontrollpersonen und für die Arbeiter, sowie bei der Variablen Blei für die Kontrollpersonen allein eine GAUSS-Verteilung vor.

Durch Transformation in den Logarithmus ergab sich bei der Variablen log-Blei für die Kontrollpersonen und für die Arbeiter eine GAUSS-Verteilung ($p \geq 0,05$).

Die Tabelle 9 zeigt für sämtliche untersuchte Variablen, aufgegliedert in die drei Gruppen

- weibliche Kontrollpersonen (KON. FRAU)

Tabelle 8: Deskriptive Statistik sämtlicher Variablen, aufgegliedert in die zwei Gruppen Kontrollpersonen und Arbeiter

Blei und Cadmium im Zahnstein
von Zementwerk-Arbeitern (Ohneis/Hamm 1984)

Statistiktabelle

VARIABLE	GRUPPE	N	Min	Max	MITTELW.	STD-ABW.	MEDIAN	CAUS\$
ALTER	KONTROLLE	54	17.000	63.000	39.981	13.153	41.000	*
	ARBEITER	60	20.000	60.000	39.517	10.864	39.000	*
SEX	KONTROLLE	54	0.000	1.000	.519	.504	1.000	
	ARBEITER	60	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000	
WOHNLAGE	KONTROLLE	54	0.000	1.000	.944	.231	1.000	
	ARBEITER	60	0.000	1.000	.533	.503	1.000	
RAUCHMENGE	KONTROLLE	54	0.000	30.000	7.963	11.223	0.000	
	ARBEITER	60	0.000	30.000	7.833	11.511	0.000	
BLEI	KONTROLLE	54	.371	6.399	2.523	1.669	2.287	*
	ARBEITER	60	.504	15.846	3.491	3.250	2.279	*
CADMIUM	KONTROLLE	54	0.000	.254	.050	.057	.033	
	ARBEITER	60	0.000	1.591	.097	.252	.004	
logBLEI	KONTROLLE	54	-.431	.806	.287	.344	.359	*
	ARBEITER	60	-.298	1.200	.403	.341	.357	*

Tabelle 9: Deskriptive Statistik sämtlicher Variablen, aufgegliedert in die drei Gruppen:
weibliche Kontrollpersonen
männliche Kontrollpersonen
männliche Arbeiter

Blei und Cadmium im Zahnstein
von Zementwerk-Arbeitern (Ohneis/Hamm 1984)

Statistiktabelle

VARIABLE	GRUPPE	N	Min	Max	MITTELW.	STD-ABW.	MEDIAN	GAUSS
ALTER								
	KOH. FRAU	26	19.000	63.000	41.846	13.584	42.500	*
	KOH. MANN	28	17.000	61.000	38.250	12.738	39.000	*
	ARB. MANN	60	20.000	60.000	39.517	10.864	39.000	*
SEX								
	KOH. FRAU	26	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
	KOH. MANN	28	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000	
	ARB. MANN	60	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000	
WOHNLAGE								
	KOH. FRAU	26	0.000	1.000	.923	.272	1.000	
	KOH. MANN	28	0.000	1.000	.964	.189	1.000	
	ARB. MANN	60	0.000	1.000	.533	.503	1.000	
RAUCHMENGE								
	KOH. FRAU	26	0.000	30.000	6.923	11.923	0.000	
	KOH. MANN	28	0.000	30.000	8.929	10.639	10.000	
	ARB. MANN	60	0.000	30.000	7.833	11.511	0.000	
BLEI								
	KOH. FRAU	26	.371	6.399	2.278	1.527	1.762	*
	KOH. MANN	28	.468	6.309	2.750	1.788	2.582	*
	ARB. MANN	60	.504	15.846	3.491	3.250	2.279	
CADMIUM								
	KOH. FRAU	26	0.000	.228	.048	.057	.035	*
	KOH. MANN	28	0.000	.254	.053	.057	.033	
	ARB. MANN	60	0.000	1.591	.097	.252	.004	
logBLEI								
	KOH. FRAU	26	-.431	.806	.243	.348	.246	*
	KOH. MANN	28	-.330	.800	.329	.341	.412	*
	ARB. MANN	60	-.298	1.200	.403	.341	.357	*

Tabelle 10: Deskriptive Statistik sämtlicher Variablen, aufgegliedert in die vier Gruppen:
 nichtrauchende Kontrollpersonen
 rauchende Kontrollpersonen
 nichtrauchende Arbeiter
 rauchende Arbeiter

Statistiktafel

VARIABLE	GRUPPE	N	Min	Max	MITTELM.	STD-ABW.	MEDIAN	GAUSSE
ALTER								
	KON.N-RAU	31	19.000	63.000	42.452	13.626	45.000	*
	KON. RAU	23	17.000	56.000	36.652	11.976	40.000	*
	ARB.N-RAU	36	23.000	60.000	41.917	9.964	42.500	*
	ARB. RAU	24	20.000	58.000	35.917	11.363	35.000	*
SEX								
	KON.N-RAU	31	0.000	1.000	.419	.502	0.000	
	KON. RAU	23	0.000	1.000	.652	.487	1.000	
	ARB.N-RAU	36	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000	
	ARB. RAU	24	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000	
WOHNLAG								
	KON.N-RAU	31	0.000	1.000	.935	.250	1.000	
	KON. RAU	23	0.000	1.000	.957	.209	1.000	
	ARB.N-RAU	36	0.000	1.000	.583	.500	1.000	
	ARB. RAU	24	0.000	1.000	.458	.509	0.000	
RAUCHMENGE								
	KON.N-RAU	31	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
	KON. RAU	23	10.000	30.000	18.696	9.679	10.000	
	ARB.N-RAU	36	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
	ARB. RAU	24	10.000	30.000	19.583	9.991	15.000	
BLEI								
	KON.N-RAU	31	.371	5.452	2.091	1.328	1.743	*
	KON. RAU	23	.408	6.399	3.105	1.921	3.093	*
	ARB.N-RAU	36	.504	12.404	2.645	2.385	1.735	
	ARB. RAU	24	.698	15.846	4.759	3.955	2.971	*
CADMIUM								
	KON.N-RAU	31	0.000	.254	.042	.063	.022	
	KON. RAU	23	0.000	.176	.062	.044	.055	*
	ARB.N-RAU	36	0.000	1.591	.125	.315	.003	
	ARB. RAU	24	0.000	.374	.055	.095	.006	
logBLEI								
	KON.N-RAU	31	-.431	.737	.218	.326	.241	*
	KON. RAU	23	-.389	.806	.301	.353	.490	*
	ARB.N-RAU	36	-.298	1.094	.302	.314	.239	*
	ARB. RAU	24	-.047	1.200	.555	.329	.473	*

Tabelle 11: Um die für die Untersuchung signifikanten Korrelationen festzustellen, wurden verschiedene Korrelationsmatrizen erstellt. Sämtliche Variablen wurden in die Gruppen Kontrollpersonen und Arbeiter aufgeteilt.

Korrelations-Matrix für Kontrolle

	ALTER	SEX	WOHNLAG	RAUCHMENGE	BLEI	CADMIUM
ALTER						
SEX	-.137894		.061698	-.179202	-.463156*	-.101107
WOHNLAG				.090123	.142438	.038097
RAUCHMENGE				.100986	.068016	.114546
BLEI					-.230282	.121625
						.235104
	logBLEI					
ALTER	-.427118*					
SEX	.125680					
WOHNLAG	.072082					
RAUCHMENGE	.183550					
BLEI	.935662*					
CADMIUM	.123557					

Bei den mit * versehenen Werten ist eine Korrelation vorhanden ($p > .05$)

Korrelations-Matrix für Arbeiter

	ALTER	SEX	WOHNLAG	RAUCHMENGE	BLEI	CADMIUM
ALTER						
SEX			-.128801	-.267384*	-.321773*	-.065471
WOHNLAG						
RAUCHMENGE				-.119015	-.148679	.091068
BLEI					.327714*	-.137994
						.069580
	logBLEI					
ALTER	-.321697*					
SEX						
WOHNLAG	-.147030					
RAUCHMENGE	.360846*					
BLEI	.907002*					
CADMIUM	.056564					

Bei den mit * versehenen Werten ist eine Korrelation vorhanden ($p > .05$)

- männliche Kontrollpersonen (KON. MANN)
- männliche Arbeiter (ARB. MANN)

die deskriptive Statistik analog Tabelle 8.

Die Tabelle 10 zeigt für sämtliche untersuchte Variablen, aufgegliedert in die vier Gruppen

- nichtrauchende Kontrollpersonen (KON.N-RAU)
- rauchende Kontrollpersonen (KON. RAU)
- nichtrauchende Arbeiter (ARB.N-RAU)
- rauchende Arbeiter (ARB. RAU)

die deskriptive Statistik analog Tabelle 8.

Um die für die Untersuchung signifikanten Korrelationen feststellen zu können, wurden verschiedene Korrelationsmatrizen erstellt. Dabei wurden sämtliche Variablen in die Gruppen der Kontrollpersonen und der Arbeiter aufgeteilt.

In Tabelle 11 sind diese Korrelationsmatrizen aufgezeichnet.

2. Vergleichende Darstellung der Bleikonzentrationen im Zahnstein bei Kontrollpersonen und Arbeitern

Die Abbildung 1 zeigt die Häufigkeitsverteilung des Bleigehalts im Zahnstein beim Kontrollkollektiv und bei den Arbeitern des Zementwerkes. Die Konzentrationen von Blei sind dabei logarithmisch aufgetragen. Durch Transformation in den Loga-

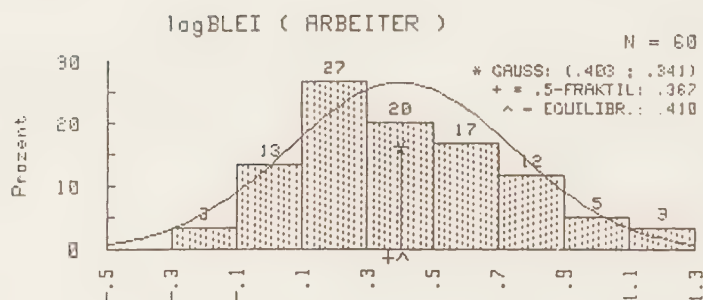
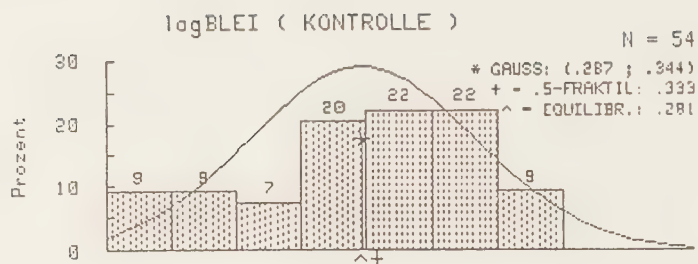


Abbildung 1: Häufigkeitsverteilung des Bleigehalts
 (nach Transformation in den Logarithmus)
 im Zahnstein des Kontrollkollektivs und
 bei den Arbeitern des Zementwerkes

rithmus entsprachen sowohl die Einzelwerte der Kontrollpersonen als auch die Werte der Arbeiter einer GAUSS-Verteilung ($p \geq 0,05$).

Der nun anwendbare T-Test ergab jedoch keine Unterschiede auf dem für diese Arbeit festgelegten Signifikanz-Niveau von $p \geq 0,05$ ($p \geq 0,0747$).

Da die Zahnsteinproben der Arbeiter ausschließlich von Männern gewonnen wurden, müssen die Mittelwerte beim Kontrollkollektiv von Männern und Frauen angegeben werden:

weibliche Kontrollpersonen

Anzahl der Proben	$n = 26$
Durchschnittlicher Bleigehalt	$\bar{x} = 2,28 \text{ ppm}$
Standardabweichung	$s(\bar{x})_{\pm} = 1,53 \text{ ppm}$

männliche Kontrollpersonen

Anzahl der Proben	$n = 28$
Durchschnittlicher Bleigehalt	$\bar{x} = 2,75 \text{ ppm}$
Standardabweichung	$s(\bar{x})_{\pm} = 1,79 \text{ ppm}$

(männliche) Arbeiter

Anzahl der Proben	$n = 60$
Durchschnittlicher Bleigehalt	$\bar{x} = 3,49 \text{ ppm}$
Standardabweichung	$s(\bar{x})_{\pm} = 3,25 \text{ ppm}$

Kontrollpersonen (insgesamt)

Anzahl der Proben	$n = 54$
Durchschnittlicher Bleigehalt	$\bar{x} = 2,52 \text{ ppm}$
Standardabweichung	$s(\bar{x})_{\pm} = 1,67 \text{ ppm}$

3. Korrelation zwischen Bleigehalt im Zahnstein und Rauchmenge

Aufgrund der Ergebnisse dieser Untersuchung besteht eine äußerst schwache, positive Korrelation ($r = 0,328$) zwischen dem Bleigehalt im Zahnstein und den Rauchgewohnheiten der Arbeiter; d.h. zwischen $r = 0,075$ und $r = 0,541$ liegt ein Vertrauensintervall von 95%. In der Abbildung 2 wurde die Regressionsgerade mit eingezeichnet. Bei der Kontrollgruppe bestand keine Korrelation zwischen Bleigehalt und Rauchmenge.

4. Unterschiedliche Bleikonzentrationen im Zahnstein bei Rauchern und Nichtrauchern

Mit dem CRAMER-VON-MISES-Test wurde die Variable log-Blei (logarithmischer Wert der Bleikonzentration) zwischen den Untergruppen Raucher und Nichtraucher verglichen.

Nachdem sich die Mittelwerte der Bleikonzentrationen bei Männern und Frauen der Kontrollgruppe nur geringfügig unterschieden, wurde bei der Aufteilung in Raucher und Nichtraucher die gesamte Kontrollgruppe in den CRAMER-VON-MISES-Test einbezogen.

In Abbildung 3 ist die Häufigkeitsverteilung der

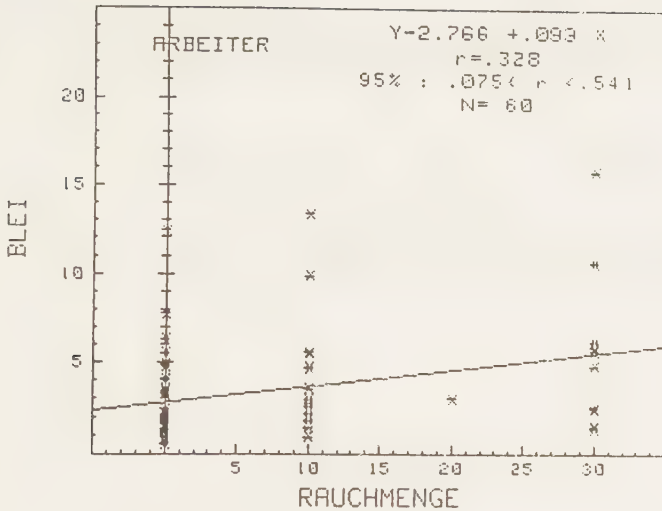


Abbildung 2: Korrelationsdiagramm zwischen Bleigehalt im Zahnstein und Rauchmenge bei den Arbeitern des Zementwerkes

0 = Nichtraucher

10 = Raucher mit weniger als 20
Zigaretten pro Tag

20 = Pfeifenraucher

30 = Raucher mit mehr als 20
Zigaretten pro Tag

Blei : Angabe in ppm

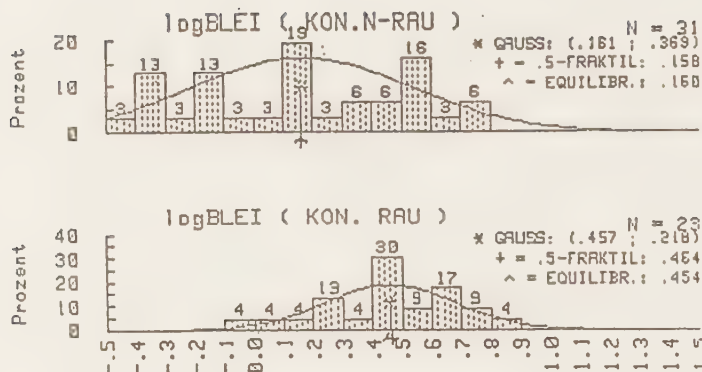


Abbildung 3: Häufigkeitsverteilung der Bleikonzentrationen (logarithmische Werte) im Zahnstein bei nichtrauchenden und rauchenden Kontrollpersonen

Bleikonzentration im Zahnstein von Rauchern und Nichtrauchern aufgezeichnet. Für die Bleikonzentration ist der logarithmische Wert auf der Abszisse aufgetragen.

Bei der gesamten Kontrollgruppe unterscheiden sich die Werte der Raucher von denen der Nichtraucher signifikant ($p \geq 0,002$).

In Abbildung 4 werden in der gleichen Art die Werte von rauchenden und nichtrauchenden Arbeits-

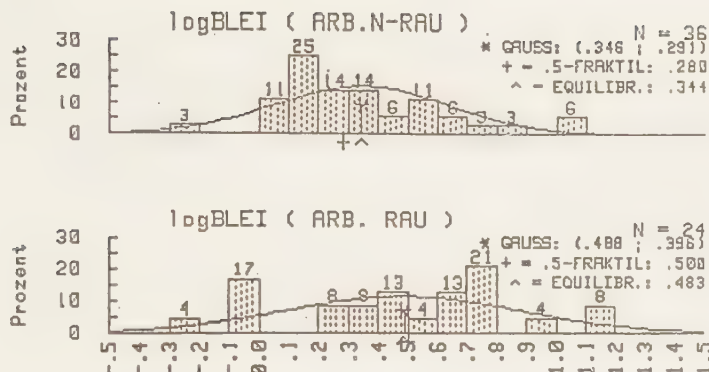


Abbildung 4: Häufigkeitsverteilung der Bleikonzentrationen (logarithmische Werte) im Zahnstein bei nichtrauchenden und rauchenden Arbeitern des Zementwerkes

Auch bei den Arbeitern des Zementwerkes unterscheiden sich die Werte der Nichtraucher von denen der Raucher signifikant ($p \geq 0,038$). Wegen nicht hinreichend homogener Varianzen war ein T-Test nicht angezeigt.

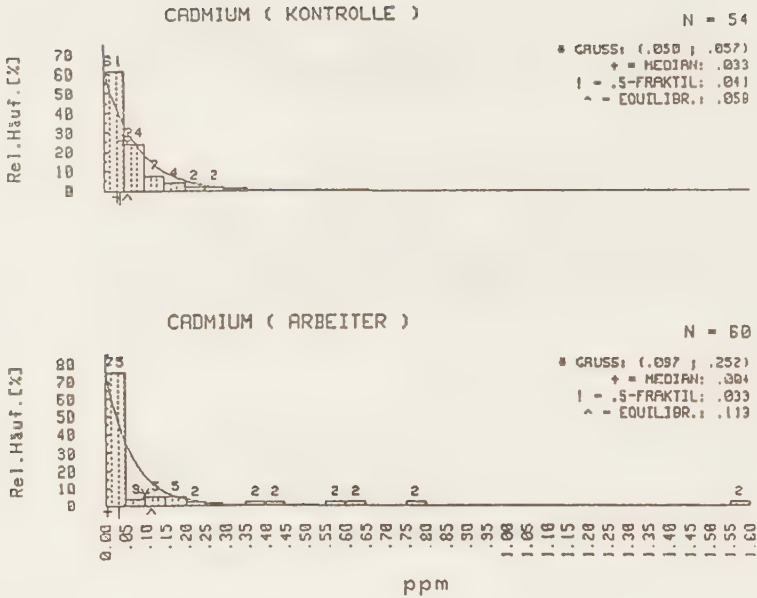


Abbildung 5: Häufigkeitsverteilung des Cadmiumgehalts
im Zahnstein beim Kontrollkollektiv und
bei den Arbeitern des Zementwerkes

5. Vergleichende Darstellung des Cadmiumgehalts im Zahnstein von Arbeitern und Kontrollpersonen

Die Abbildung 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung des Cadmiumgehalts im Zahnstein beim Kontrollkollektiv und bei den Arbeitern des Zementwerkes. Die homomere Verteilung der Werte ist bereits aus der Graphik ersichtlich. Der CRAMER-VON-MISES-Test stellt als nichtparametrischer Test Lokationsunterschiede zwischen zwei homomeren Graphen fest.

Da die Zahnsteinproben der Arbeiter ausschließlich von Männern gewonnen wurden, müssen die Mittelwerte bei den Kontrollpersonen von Männern und Frauen angegeben werden:

weibliche Kontrollpersonen

Anzahl der Proben	$n = 26$
Durchschnittlicher Cadmiumgehalt	$\bar{x} = 0,048 \text{ ppm}$
Standardabweichung	$s(\bar{x})_{\pm} = 0,057 \text{ ppm}$
Median	$m = 0,035 \text{ ppm}$

männliche Kontrollpersonen

Anzahl der Proben	$n = 28$
Durchschnittlicher Cadmiumgehalt	$\bar{x} = 0,053 \text{ ppm}$
Standardabweichung	$s(\bar{x})_{\pm} = 0,057 \text{ ppm}$
Median	$m = 0,033 \text{ ppm}$

Kontrollpersonen (insgesamt)

Anzahl der Proben	$n = 54$
Durchschnittlicher Cadmiumgehalt	$\bar{x} = 0,050 \text{ ppm}$
Standardabweichung	$s(\bar{x})_{\pm} = 0,057 \text{ ppm}$
Median	$m = 0,033 \text{ ppm}$

(männliche) Arbeiter

Anzahl der Proben	$n = 60$
Durchschnittlicher Cadmiumgehalt	$\bar{x} = 0,097 \text{ ppm}$
Standardabweichung	$s(\bar{x})_{\pm} = 0,252 \text{ ppm}$
Median	$m = 0,004 \text{ ppm}$

Die Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein der Arbeiter unterscheiden sich nach dem CRAMER-VON-MISES-Test signifikant ($p \geq 0,011$) von den Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein der Kontrollpersonen, ohne daß gesagt werden kann, welche Gruppe die höhere Konzentration aufweist.

Der Mittelwert der Cadmiumkonzentration im Zahnstein der Arbeiter ist gerade doppelt so hoch, wie der Mittelwert der Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein der gesamten Kontrollpersonen, wohingegen der Median-Wert bei den Arbeitern wesentlich niedriger liegt als bei den Kontrollpersonen. Zur Entscheidung, welche Gruppe die höhere Cadmium-Belastung aufweist, ist deshalb ein Test zu wählen, der von der Verteilungsform unabhängig ist. Ein solcher Test ist der Vier-Felder-Test nach Fischer.

Hierbei werden in den beiden zu vergleichenden Gruppen jeweils die Fälle mit niedrigen Cadmiumwerten gezählt, sowie diejenigen mit hohen Cadmiumwerten. Die Separationsgrenze wird zweckmäßigerweise bei der Nachweisgrenze von 0,05 ppm gewählt. Ordnet man die Fallzahlen in einer Vierfelder-Tafel, so ergibt sich folgende Anordnung:

VIER-FELDER -TEST für Var.Nr. 6 = CADMIUM in Gruppen: KONTROLLE / ARBEITER
Gewählter SEPARATIONS-WERT = .0500

		KONTROLLE	ARBEITER	TOTAL
Anzahl CADMIUM >	.050	20	15	35
Anzahl CADMIUM ≤	.050	34	45	79
TOTAL		54	60	114

ERGEBNIS : FISHER'S exakte Wahrscheinlichkeit dafür, daß bei Geltung von H_0 diese Zellenbesetzung oder eine noch extremere auftritt = .1174
Unterschiede sind mit einer Irrtums-Wahrscheinlichkeit $p \geq .1174$ zu sichern

Ein Unterschied zwischen Arbeitern und Kontrollpersonen läßt sich für die Cadmiumwerte nicht nachweisen ($p \geq 0,0931$).

6. Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein bei Rauchern und Nichtrauchern

Da sich die Mittelwerte der Cadmiumkonzentrationen bei Männern und Frauen nur geringfügig unterscheiden, wird beim Vergleich zwischen Rauchern

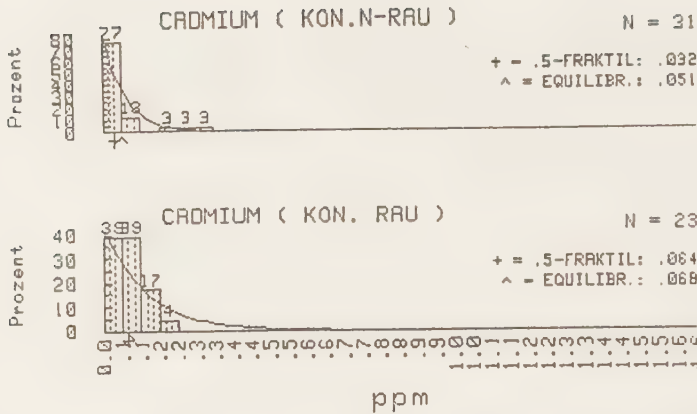


Abbildung 6: Häufigkeitsverteilung des Cadmiumgehalts im Zahnstein bei nichtrauchenden und rauchenden Kontrollpersonen

und Nichtraucher das Geschlecht nicht berücksichtigt.

In Abbildung 6 ist die Häufigkeitsverteilung des Cadmiumgehalts im Zahnstein von nichtrauchenden und rauchenden Kontrollpersonen dargestellt. Wegen exponentieller Verteilungsform der Cadmiumwerte ist eine Definition des Mittelwertes nicht möglich. Der einzige relevante Wert für die Charakterisierung der „zentralen Tendenz“ der Ver-

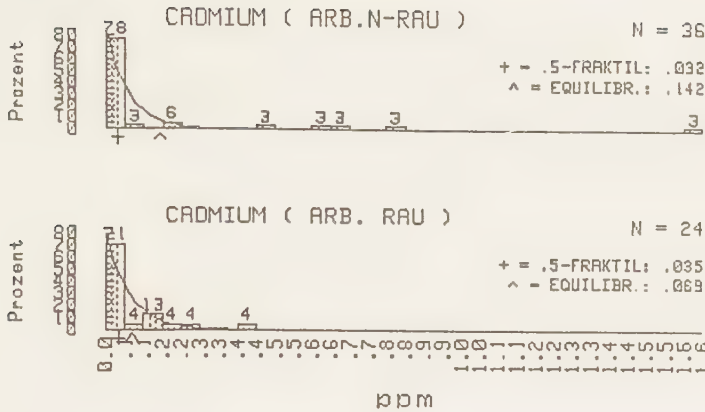


Abbildung 7: Häufigkeitsverteilung des Cadmiumgehalts im Zahnstein bei den nichtrauchenden und rauchenden Arbeitern

teilung ist der Medianwert. Nach dem CRAMER-VON-MISES-Test unterscheiden sich beide Gruppen signifikant: $p \geq 0,010$.

Abbildung 7 zeigt die Häufigkeitsverteilung des Cadmiumgehalts im Zahnstein der nichtrauchenden und rauchenden Arbeiter des Zementwerkes. Mit dem CRAMER-VON-MISES-Test konnten wir keinen signifikanten Unterschied feststellen: $p \geq 0,557$.

V.DISKUSSION

1. Blei- und Cadmiumgehalt im Zahnstein in Abhängigkeit von Beruf und Wohnlage

Zahnsteinuntersuchungen auf den Blei- und Cadmiumgehalt finden wir bei Sonnabend, Sansoni, Herzog und Kracke (1976) und Herzog (1977). Sie ermittelten die Werte im Zahnstein bei fünf Probandengruppen mit unterschiedlichen Umwelt- und Arbeitsplatzeinflüssen:

	Blei(ppm)	Cadmium(ppm)
Chemiearbeiter	45,34	0,84
Verkehrspolizisten	10,98	0,49
Arbeiter in Kfz-Industrie	52,87	0,27
Normalpersonen (männlich)	5,58	0,11
Normalpersonen (weiblich)	1,92	0,084
Arbeiter im Akkumulatoren- bau (Fabrik liegt weit außerhalb der Stadt)	14,01	0,04

In der Arbeit von Sonntag-Dierks (1982) über den Blei- und Cadmiumgehalt des Zahnsteins und der Zähne bei Bewohnern im Gebiet verschiedener Blei- und Zinkhütten finden wir eine gleizeitige Blei- und Cadmiumbestimmung im Zahnstein von Industriearbeitern und Normalpersonen aus Wohngebieten mit

unterschiedlicher Schwermetallbelastung:

	Blei (ppm)	Cadmium (ppm)	
	Mittelwerte	Median	
Industriearbeiter in Oker	11,4	0,958	
Normalpersonen in Oker	3,83	0,265	
Normalpersonen in Goslar	2,29	0,29	
Normalpersonen in Wolfsburg	2,20	0,26	

Zum Vergleich unsere Werte:

Kontrollpersonen (männlich)	2,75	0,053	
Kontrollpersonen (weiblich)	2,28	0,048	0,034
Arbeiter in Zementindustrie	3,49	0,097	0,004

Von Bedeutung ist der fast 1,5 fach höhere Bleigehalt und der doppelt so hohe Mittelwert des Cadmiumgehalts des Zahnsteins der Arbeiter aus der Zementindustrie gegenüber dem Mittelwert der Kontrollgruppe. Betrachtet man die Mediane des Cadmiumgehalts, so liegt derjenige der Kontrollgruppe 8fach höher als derjenige der Arbeiter.

Die Bleiwerte unserer Kontrollgruppe sind nahezu die gleichen, wie die der Normalbevölkerung der hüttenentfernteren Stadtteile Goslars und der industriell unbelasteten Bevölkerung vom Stadtrand

Wolfsburgs. Auch die weiblichen Kontrollpersonen aus den Arbeiten von Sonnabend et al. (1976) und Herzog (1977) haben ähnliche Bleikonzentrationen. Die männlichen Normalpersonen aus deren Arbeiten haben jedoch bereits eine dreifach höhere Bleikonzentration im Zahnstein als die weiblichen Normalpersonen.

Als Mittelwert dürfte aber ein Bleiwert resultieren, der in der Größenordnung des Bleigehalts im Zahnstein der Normalpersonen aus der Arbeit von Emslander (1978) liegt. Dieser bestimmte bei der Münchener Normalbevölkerung einen Mittelwert von 4,37 ppm Bleigehalt im Zahnstein.

Auch die Bleiwerte bei Parodontitis marginalis superficialis (Hohmann 1979) liegen mit einem Mittelwert von 4,95 ppm in dieser Höhe. Da auch diese Untersuchung an Bewohnern von München durchgeführt wurde, kann von einer grundsätzlich stärkeren Bleibelastung der Bevölkerung von München gegenüber der Bevölkerung von Goslar und Wolfsburg, sowie unserer Untersuchungsgruppe ausgegangen werden.

Trotz des fast 1,5 fach höheren Bleigehalts der Arbeiter des Zementwerkes gegenüber der Kontrollgruppe liegt der absolute Wert noch deutlich unter den Werten der Münchener Normalbevölkerung. Auch die Normalbevölkerung im schwermetallbelasteten Oker (aus der Arbeit Sonntag-Dierks 1982) hat noch einen Bleiwert deutlich unter 4 ppm.

Deutlich über diesem Wert von 4 ppm liegen aber die Bleikonzentrationen im Zahnstein von Arbeitern der Kfz-Industrie (13 fach), der chemischen Industrie (11 fach), bei Arbeitern im Akkumulatorenbau (3,5 fach) und von Verkehrspolizisten (2,7 fach). Bei den Arbeitern im Akkumulatorenbau dürfte der Bleiwert noch wesentlich höher anzusetzen sein, da die Fabriklage (weit außerhalb von München) berücksichtigt werden muß.

Der große Einfluß der Wohnlage ist auch an den Cadmiumwerten zu erkennen.

So entsprechen die Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein unserer Kontrollpersonen ziemlich genau dem Cadmiumwert im Zahnstein der Arbeiter des auf dem Lande liegenden Akkumulatorenwerkes aus der Untersuchung von Herzog (1977).

Daß nun aber die Werte der Normalpersonen aus Oker und Goslar (Sonntag-Dierks 1982) mehr als das 5 fache über unseren Cadmiumwerten liegen, läßt sich mit dem Cadmiumeinbau in die Nahrungsmittel erklären:

Die Cadmiumaufnahme erfolgt bei Pflanzen, anders als bei Quecksilber und Blei, aus dem Boden. Cadmiumspuren sind in den meisten pflanzlichen Rohstoffen nachweisbar. Eine Reduktion durch Abwaschen oder Entfernen der äußeren Blätter ist nicht möglich. Die Schwermetallgewinnung über Jahrzehnte hat die Böden in der Umgebung der

Zinkhütten so mit Cadmium angereichert, daß über Pflanzen und Tiere die Menschen dieser Wohngegend einer erheblich stärkeren alimentären Cadmiumbelastung ausgesetzt sind.

Der Cadmiumgehalt im Zahnstein der Arbeiter liegt in der Größenordnung, wie ihn die Münchner Normalbevölkerung aufweist (Herzog 1977 und Uygun 1983). Weitaus höhere Cadmiumwerte wurden im Zahnstein der Industriearbeiter in Oker (Sonntag-Dierks 1982), der Chemiearbeiter und Verkehrspolizisten aus München (Herzog 1977) gefunden.

2. Blei- und Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein bei verschiedenen Rauchgewohnheiten

Die Konzentration von Blei im Zahnstein wächst mit der Anzahl der pro Tag gerauchten Zigaretten. Diese Tatsache läßt sich bei den Werten der Kontrollgruppe noch nicht statistisch erkennen. Bei den Arbeitern des Zementwerkes ist dieser Befund statistisch mit einer schwach positiven Korrelation nachzuweisen.

Von Lehnert (1968) wurde ein Zusammenhang zwischen der Blutbleikonzentration und dem Zigarettenkonsum noch nicht nachgewiesen. Tsuchiya et al. (1975) haben die Blutbleikonzentration bei Tokioter Polizisten bestimmt. Dabei zeigte sich eine schwache Beziehung zwischen steigendem Zigarettenkonsum und

Blutbleikonzentration. Deutlicher wurde diese Korrelation, wenn es sich dabei um ältere Polizisten handelte, die in der Stadtmitte arbeiteten.

Shaper et al. (1982) fanden ebenfalls erhöhte Blutbleikonzentrationen bei Rauchern. Sie stellten dabei Konzentrationen fest, die von Land zu Land variierten. Zielhuis et al. (1977) fanden bei starken Rauchern im Mittel 20% höhere Blutbleiwerte als bei Nichtrauchern.

Beim Vergleich der Bleikonzentrationen im Zahnstein von Rauchern und Nichtrauchern konnten wir einen signifikanten Unterschied sowohl bei der Kontrollgruppe ($p \geq 0,002$) als auch bei der Arbeitergruppe ($p \geq 0,038$) festzustellen. Bei den Arbeitern des Zementwerkes kommt es offensichtlich zu einer Überlagerung (additiv!) der berufsbedingt erhöhten Bleiwerte mit den Bleikonzentrationen, die durch das Rauchen verursacht sind.

Uygun (1983) untersuchte den Cadmiumgehalt des Zahnsteins bei verschiedenen Rauchgewohnheiten an der Münchener Bevölkerung. Sie fand dabei einen hochsignifikanten Unterschied zwischen den Cadmiumkonzentrationen des Zahnsteins von Rauchern und Nichtrauchern. Da in ihrer Arbeit die Meßwerte in den einzelnen Gruppen keiner GAUSSschen Normalverteilung entsprachen, wurde mit dem Mediantest der hochsignifikante Unterschied ermittelt. Auch in unserer Arbeit war eine einfache Mittelwert-

statistik aus dem Grunde nicht angezeigt. Mit dem CRAMER-VON-MISES-Test fanden wir auch den erwarteten hochsignifikanten Unterschied zwischen den rauchenden und nichtrauchenden Kontrollpersonen: $p \geq 0,010$.

Bereits 1972 ermittelten Lewis et al. unterschiedliche Cadmiumkonzentrationen in der Niere bei Rauchern und Nichtrauchern. Syverson et al. (1976) stellten signifikante Zusammenhänge zwischen Rauchgewohnheiten und der Cadmiumakkumulation in Leber und Niere fest. Die Untersuchungen von Einbrodt et al. (1976) ergaben hochsignifikante Unterschiede zwischen den Cadmiumblutspiegeln bei Rauchern und Nichtrauchern. Drasch (1983) fand in der Leber von Rauchern höhere Cadmiumkonzentrationen als bei Nichtrauchern.

Teilt man die Arbeiter des Zementwerkes in Nichtraucher und Raucher ein, so kann kein signifikanter Unterschied bei deren Cadmiumkonzentrationen festgestellt werden ($p \geq 0,557$). Dies könnte eine Folge der hohen Streuwerte bei den Cadmiumkonzentrationen im Zahnstein der nichtrauchenden Arbeiter sein.

VI. ZUSAMMENFASSUNG

In der Literaturübersicht wurde eine umfassende Darstellung der bisherigen Veröffentlichungen angestrebt, welche die industrielle, ökologische, physiologische und toxikologische Bedeutung der beiden Schwermetalle Blei und Cadmium darlegten.

Ziel unserer Untersuchungen war es, den Blei- und Cadmiumgehalt im Zahnstein von Arbeitern eines Zementwerkes zu bestimmen und die Ergebnisse mit einer beruflich nicht schwermetallbelasteten Kontrollgruppe zu vergleichen.

Experimentell wurde bei 60 Arbeitern eines Zementwerkes und bei 54 Patienten meiner Zahnarztpraxis der Blei- und Cadmiumgehalt im Zahnstein bestimmt. Als Spurenanalysenmethode diente dabei die Atomabsorptionsspektrometrie in der flammenlosen Ausführung im Graphitrohr.

Die erzielten Analysenwerte wurden statistisch ausgewertet.

Beim Vergleich der Bleikonzentrationen im Zahnstein der Arbeiter und der Kontrollpersonen konnte kein Unterschied festgestellt werden ($p \geq 0,074$). Bei Berücksichtigung der Rauchgewohnheiten der Kontrollpersonen war der Bleigehalt im Zahnstein der Raucher hochsignifikant erhöht ($p \geq 0,002$). Mehr Blei fanden wir auch im Zahnstein der rauchenden Arbeiter. Deren

Werte waren höher als die Werte der nichtrauchenden Arbeiter ($p = > 0,038$).

Beim Vergleich der Cadmiumkonzentrationen waren Unterschiede zwischen den Arbeitern und der Kontrollgruppe nicht nachzuweisen ($p \geq 0,093$). Wie nicht anders zu erwarten war, konnte im Zahnstein der rauchenden Kontrollpersonen deutlich mehr Cadmium als bei den nichtrauchenden Kontrollpersonen gefunden werden ($p \geq 0,010$). Im Zahnstein der nichtrauchenden und der rauchenden Arbeiter war kein Unterschied bezüglich der Cadmiumkonzentrationen festzustellen ($p \geq 0,557$).

Die Ergebnisse unserer Arbeit wurden mit Daten aus Untersuchungen der letzten Jahre kritisch verglichen. Bei Berücksichtigung der Wohnlage und der beruflichen Schwermetallbelastung war die absolute Größe unserer Werte gut in vorhandene Tabellen einzuordnen.

Außerdem konnte der noch etwas unsichere Zusammenhang zwischen dem Rauchen und der Bleibelastung erhärtet werden.

Die Schwermetallbestimmung im Zahnstein erwies sich einmal mehr als guter Indikator für den Nachweis einer chronischen Blei- und Cadmiumbelastung.

VII. LITERATURVERZEICHNIS

1. Aurand, K., Englert, N., Krause, C., Sonneborn, M., Thron, H.L., Wagner, H.M.: Untersuchungen zur Bleibelastung der Bevölkerung in der Umgebung einer industriellen Emissionsquelle (Feldstudie Nordenham). in: Blei und Umwelt, bga-Bericht 1/78, Bundesgesundheitsamt, Berlin, 89-117 (1978)
2. Aurand, K., Sonneborn, M., Wagner, M.: Ergebnisse der ersten Teilstudie zur Ermittlung der Bleibelastung bei ausgewählten Bevölkerungsgruppen in der Umgebung einer Bleihütte, in: Bericht über eine Untersuchungsreihe 1972 - 1974. Wa-Bo-Lu-Bericht 2/79, Bundesgesundheitsamt, Berlin 79-87 (1979)
3. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Staubbienerschlagsmessungen in Bayern 1982 und 1983
4. Bornschein, R., Pearson, D., Reiter, L.: Behavioral effects of moderate lead exposure in children and animal models: part 1, clinical studies. CRC Critical Reviews in Toxicology, CRC-Press, Boca Raton, Florida, 43-99 (1980)
5. Campbell, B.C., Beattie, A.D., Moore, M.R., Goldberg, A., Reid, A.G.: Renal insufficiency associated with excessive lead exposure. Br.Med. J. 482-485 (1977a)

6. Campbell, B.C. , Brodie, M.J., Thompson, G.G., Meridith, P.A., Moore, M.R., Goldberg, A.: Alterations in the activity of enzymes of haem biosynthesis in lead poisoning and acute hepatic porphyria. Clin. Sci. Molec. Med. 53, 335-340 (1977b)
7. Carruthers, M., Smith, B.: Evidence of cadmium toxicity in a population living in a zinc-mining area. Pilot survey of Sipham residents. Lancet 845-847 (1979)
8. CEC, Comission of the European Communities und Gesellschaft für Strahlen und Umweltforschung mbH, München: Ecotoxicology of Cadmium. Report 1981
9. Clausen, J., Rastogi, S.C.: Heavy metal pollution among autoworkers. I. Lead. Br. J. Ind. Med. 34, 208-215 (1977)
10. Conrad, M.E., Barton, J.C.: Factors affecting the absorption and excretion of lead in the rat. Gastroenterology 74, 731-740 (1978)
11. Damstra, T.: Toxicological properties of lead. Environ. Health Persp. 19,297-307 (1977)
12. Diez, Th., Rosopulo, A.:Schwermetallgehalte in Böden und Pflanzen nach extrem hohen Klärschlammgaben. Landwirtsch. Forsch. Sonderh. 33/1, 236-248 (1976)

13. Drasch, G.: Die Anthropogene Blei- und Cadmiumbelastung des Menschen. Untersuchungen an Skelett- und Organmaterial. Habil. Ludwig-Maximilians-Universität München (1983)
14. Einbrodth, H.J., Rosmanith, J., Prajsnar, D.: Der Cadmiumgehalt im Blut und Rauchgewohnheiten. Naturwissensch. 63, 148 (1976)
15. Ellis, K.J., Vartsky, D., Zanzi, J., Cohn, S.H., Yasamura, S.: Cadmium: in vivo measurements in smokers and non-smokers. Science 205, 323-325 (1979)
16. Emslander, N.: Untersuchungen über den Bleigehalt in Zahnstein, Zahnhartgewebe, Alveolarknochen und venösem Blut. Diss. Ludwig-Maximilians-Universität München (1978)
17. Fathi, M., Lorenz, H.: Bindungsformen von Quecksilber, Cadmium und Blei in Biotopen, Verhalten in der Nahrungskette und Vorkommen in Nahrungsmitteln. Metabolismus in Pflanze, Tier und Mensch. Eine Literaturstudie. Dietrich Reimer Verlag, Berlin (1980)
18. Fosse, G., Justesen, N.-P.: Lead in deciduous teeth of Norwegian children. Arch. Environm. Health 32, 166-175 (1978)

19. Friberg, L., Piscator, M., Nordberg, G.F., Kjellström, T.: Cadmium in the environment, 2nd Edition, CRC Press Inc., Cleveland, Ohio (1974)
20. Gross, S.B.: Human oral and inhalation exposures to lead: summary of Kehoe balance experiments. J. Toxicol. Environ. Health. 8, 333-377 (1981)
21. Gross, S.B., Yaeger, D.W., Middendorf, M.S.: Cadmium in liver, kidney, and hair in humans, fetal through old age. J. Toxicol. Environ. Health 2, 153-167 (1976)
22. Hall, D.M.: Lead levels and children's psychologic performance. New Engl. J. Med. 301, 161 (1979)
23. Herzog, J.: Untersuchungen über den Blei- und Cadmiumgehalt des menschlichen Zahnsteins. Diss. Ludwig-Maximilians-Universität München (1977)
24. Hohmann, R.: Der Bleigehalt im Zahnstein bei Parodontopathien. Diss. Ludwig-Maximilians-Universität München (1979)
25. IARC - International Agency for Research on Cancer: Monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to man. Lyon 11, 39-74 (1976)

26. Kisser, W.: Biochemische Methoden zum Nachweis der Bleivergiftung. Arch. Toxicol. 37, 173-193 (1977)
27. Kjellström, T.: Epidemiological evaluation of proteinuria in long-term cadmium exposure with a discussion of dose-response relationships. in: G.F. Nordberg (Hrsg.): Effects and Dose-Response, Relationships of Toxic Metals. Elsevier-Verlag, Amsterdam, 309-330 (1976)
28. Kjellström, T., Shiroishi, K., Evrin, P.E.: Urinary β_2 -microglobulin excretion among people exposed to cadmium in the general environment. Environ Res. 13, 318-344 (1977)
29. Labor für Bodenuntersuchungen und Spurenmetall-Analytik. Dr. Balzer: Werk Sonnenschein in Büdingen/Hessen (1984)
30. Lachnit, V.: Berufliche Metallvergiftungen. Wien. klin. Wschr. 91, 435-441 (1979)
31. Laub, E., Waligorski, F., Woller, R.: Über die Cadmiananreicherung in Champignons. Z. Lebensm. Unters.-Forsch. 164, 269-271 (1977)
32. Lauwerys, R. (Hrsg.): The Toxicology of Cadmium. Commission of the European Communities, Luxemburg (1982)

33. Lauwerys, R.R., Buchet, J.P., Roels, H.A.:
The relationship between cadmium exposure or
body-burden and the concentration of cadmium
in blood and urin in man. *Int. Arch. Occup.
Environ. Health.* 36, 275-285 (1976)
34. Lauwerys, R.R., Hubermont, G., Buchet, J.P.,
Roels, H.: Domestic water and lead exposure
during pregnancy. *Lancet*, 1188 (1977)
35. Lauwerys, R., Bernard, A., Roels, H., Buchet,
J.P.: Health surveillance of workers exposed
to cadmium: Biological monitoring of exposure
and early detection of health effects. *Inter-
national Workshop on Biological Indicators on
Cadmium Exposure Diagnostic and Analytical
Reliability, Luxemburg* (1982)
36. Lehnert, G., Schaller, K.H., Haas, Th.: Atom-
absorptionsspektrophotometrische Cadmiumbe-
stimmung in Serum und Harn.
Z.Klin.Chem.klin. Biochem. 6, 174 (1968)
37. Lewis, G.P., Jusko, W.J., Coughlin, L.L.: Cadmium
accumulation in man: influence of smoking,
occupation, alcoholic habit and disease.
J. Chron. Dis. 25, 717-726 (1972)
38. Mahaffey, K.R.: Quantities of lead producing

health effects in humans: Sources and bioavailability. Environ. Health Persp. 19, 285-295 (1977)

39. Needleman, H.L. et al.: Preventing lead poisoning in young children.
J. Pediatrics 93, 709-720 (1978)
40. Needleman, H.L., Gunnoe, C., Leviton, A., Reed, R., Peresie, H., Maher, C., Barrett, P.: Deficits in psychologic and classroom performance of children with elevated dentine lead levels.
New Engl. J. Med., 689-695 (1979)
41. Nogawa, K., Kobayashi, E.: Comparison of bone lesions in chronic cadmium poisoning and vitamin D deficiency. Toxicol. Lett., Suppl. 1, 83 (1980)
42. Nordberg, G.F. (Hrsg.): Effects and Dose-Response, Relationships of Toxic Metals.
Elsevier-Verlag, Amsterdam (1976)
43. Nriagu, J.O.: Global Inventory of Natural and Anthropogenic Emissions of Trace Metals to the Atmosphere. Nature, 279, 409 (1979)
44. Oleru, U.G.: Kidney, liver, hair and lungs as indicators of cadmium absorption.
Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 37, 617-621 (1976)

45. Patterson, C., Settle, D., Glover, B.: Analysis of lead polluted coastal seawater. Mar. Chem. 4, 305-319 (1976)
46. Piscator, M.: The chronic toxicity of cadmium. in: A.S. Prasad (Hrsg.): Trace Elements in Human Health and Disease. Vol. II New York, 431-441 (1976)
47. Piscator, M., Pettersson, B.: Chronic cadmium poisoning - diagnosis and prevention. in: S.S. Brown (Hrsg.): Clinical Chemistry and Chemical Toxicology of Metals. Elsevier-Verlag, Amsterdam (1977)
48. Piscator, A., Vouk, V.B.: Sampling and analytical methods. in: L. Friberg, G.F. Nordberg, V.B. Vouk (Hrsg.): Handbooks on the toxicology of metals. Elsevier-Verlag, North Holland , 33-45 (1979)
49. Rabinowitz, M.B., Wetherill, G.W., Kopple, J.D.: Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. J. Clin. Invest. 58, 260-270 (1976)
50. Repko, J.D., Corum, C.R.: Critical review and evaluation of the neurological and behavioral sequelae of inorganic lead absorption. CRC Critical Review in Toxicology, CRC Press, Boca Raton, Florida, 135-187 (1979)

51. Sachs, H.K., Krall, V., McCaughran, D.A.
Rozenfeld, I.H., Yongsmith, N., Growe, G.,
Lazar, B., Novar, L., O'Connell, L., Rayson, B.:
IQ following treatment of lead poisoning:
A patientsibling comparison.
J. Pediatrics 93, 428-431 (1978)
52. Seeger, R.: Toxische Schwermetalle in Pilzen.
Dtsche. Apoth. Z. 122, 1835-1844 (1982)
53. Seubert, A., Seubert, S., Nottbohm, L., Ippen, H.:
Epidemiological study on the relationship between
lead exposure and porphyrin metabolism.
Int. J. Biochem. 12, 891-895 (1980)
54. Shaper, A.G., Pocock, S.J. et al.: Effects of
alcohol and smoking on blood lead in middleaged
British men. Br. Med. J. 284, 299-302 (1982)
55. Singh, N.P., Thind, I.S., Vitale, L.F., Pawlow,
M.: Intake of magnesium and toxicity of lead:
An experimental model.
Arch. Environ. Health 34, 168-172 (1979)
56. Sonnabend, E., Sansoni, B., Herzog, J., Kracke, W.:
Untersuchungen über den Blei- und Cadmiumgehalt im
Zahnstein bei verschiedenen Berufsgruppen.
Dtsch. Zahnärztl. Z. 31, 189-191 (1976)

57. Sonnabend, E., Bunzel, K., Kracke, W.: Die Vorteile der Bestimmung von Umwelteinflüssen durch Blei und Cadmium im Bereich des Gebisses und das Verhalten dieser Werte bei verschiedenen Parodontopathien (I). Quintessenz 4, 119-124 (1978a)
58. Sonnabend, E., Bunzel, K., Kracke, W.: Die Vorteile der Bestimmung von Umwelteinflüssen durch Blei und Cadmium im Bereich des Gebisses und das Verhalten dieser Werte bei verschiedenen Parodontopathien (II). Quintessenz 5, 95-98 (1978b)
59. Sonneborn, M.: Bleigehalt im Trinkwasser und im Spielsand als Belastungsquelle für die Bevölkerung. in: Blei und Umwelt II, bga-Bericht 1/78, Bundesgesundheitsamt, Berlin, 73-76 (1978a)
60. Sonneborn, M.: Untersuchungen des Gehaltes an Blei und Cadmium im Haar von Kindern aus Nordenham/Weser und anderen Vergleichskollektiven. in: Blei und Umwelt II, bga-Bericht, Bundesgesundheitsamt, Berlin, 103-107 (1978b)
61. Sonntag-Dierks, L.: Über den Blei- und Cadmiumgehalt des Zahnsteins und der Zähne bei Bewohnern im Gebiet verschiedener Blei- und Zinkhütten. Diss. Ludwig-Maximilians-Universität München (1982)

62. Stanescu, D., Veriter, C., Frans, A., Goncette, L., Roels, H., Lauwerys, R., Brasseur, L.: Effects of lung of chronic occupational exposure to cadmium. Scand. J. resp. Dis. 58, 289-303 (1977)
63. Statistisches Jahrbuch 1981 für die Bundesrepublik Deutschland. Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Kohlhammer-Verlag, Stuttgart/Mainz, (1981)
64. Sugita, M.: The biological half-time of heavy metals. The existence of a third slowest component. Int. Arch. Occup. Environ. Health. 41, 25 (1978)
65. Syversen, T.L.M., Stray, T.K., Syversen, G.B., Ofstad, J.: Cadmium and zinc in human liver and kidney. Scand. J. clin. Lab. Invest. 36, 251-256 (1976)
66. Takashima, M., Moriwaki, S., Itokawa, Y.: Osteomalacic change induced by long-term administration of cadmium to rats. Tox. Appl. Pharmacol. 54, 223 (1980)
67. Tsuchiya, K., Sugita, M., Seki, Y., Kobayashi, Y., Hori, M., Park, Ch.B.: Study of Lead Concentration in Atmosphere and Population in Japan. in: Lead Georg Thieme Publishers, Stuttgart, 95-146 (1975)

68. UBA Umweltbundesamt: Luftqualitätskriterien für Blei. Berichte 3/76, Berlin (1976)
69. UBA Umweltbundesamt: Luftqualitätskriterien für Cadmium. Berichte 4/77, Berlin (1977)
70. UBA Umweltbundesamt: Cadmium-Bericht. Texte 1/81, Berlin (1981)
71. Uygun, H.: Der Cadmium-Gehalt des Zahnsteins bei verschiedenen Rauchgewohnheiten. Diss. Ludwig-Maximilians-Universität München (1983)
72. Vahter, M. (Ed.): Assessment of Human Exposure to Lead and Cadmium through Biological Monitoring. Report prepared for United Nations Environment Programme and World Health Organization. National Swedish Institute of Environmental Medicine and Karolinska Institute (Department of Environmental Hygiene), Stockholm, Sweden (1982)
73. Voirol, M.W. et Lob, M.: Intérêt de la recherche de l'acide delta-aminolévulinique dans les urines comme test de dépistage précoce de saturnisme chez les ouvriers d'une fabrique d'accumulateurs. Z. Präventivmed. 16-333 (1971)
74. Verein Deutscher Zementwerke e. V. Forschungsinstitut der Zementindustrie: Tätigkeitsbericht 1981-84

75. Waldron, H.A.: Lead and human behaviour. J. ment. Defic. Res. 22, 69-78 (1978)
76. Watson, W.S., Hume, R., Moore, M.R.: Oral absorption of lead and iron. Lancet, 236-237 (1980)
77. WHO World Health Organization: Evaluation of Certain Food Additives and the Contaminants Mercury, Lead and Cadmium. WHO Technical Report Series No. 505, Genf (1972)
78. WHO World Health Organization: Recommended health-based permissible levels in occupational exposure to heavy metals. Report of a study group. WHO Technical Report Series No 647, Genf (1980)
79. Winegar, B.S., Levy, B.S., Andrews, J.S., Landrigan, P.J., Scuton, W.H., Krause, M.J.: Chronic occupational exposure to lead: An evaluation of the health of smelter workers. J. Occup. Med. 19, 603-606 (1977)
80. ZEBS Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien des Bundesgesundheitsamtes: Blei, Cadmium und Quecksilber in und auf Lebensmitteln. D. Reimer Verlag, Berlin (1979)

81. Zielhuis, R.L., Struik, E.J., Herber, R.F.M.,
Sallé H.J.A., Verberk, M.M., Posma, F.D.,
Jager, J.H.: Smoking habits and levels of lead
and cadmium in blood in urban women. Int. Arch.
Occup. Environ. Health. 39, 53-58 (1977)

Für die Überlassung des Themas möchte ich mich bei
Herrn Prof. Dr. E. Sonnabend herzlich bedanken.

Herrn Priv.-Doz. Dr. G. Drasch vom Institut für
Rechtsmedizin und Herrn Dipl. Physiker Dr. G. Hamm
danke ich für ihre jederzeit zuvorkommende Unter-
stützung und Hilfestellung bei der Durchführung
dieser Arbeit.

Lebenslauf

Name : Ohneis
Vornamen : Maximilian, Siegmund, Franz-Xaver
geboren : 07. Februar 1953 in Mallersdorf
Eltern : Siegmund und Elisabeth Ohneis (geb. Artinger)
Schulbildung : Volksschule in Neufahrn i. NB
von 1959 - 1963
Humanistisches Gymnasium in Ettal
von 1963 - 1966
Anton-Bruckner-Gymnasium in Straubing
von 1966 - 1972
Abitur : 23. Juni 1972 an derselben Schule
Studium : an der Ludwig-Maximilians-Universität
in München
Immatrikulation Zahnmedizin 1972/73
Immatrikulation Medizin 1973/74
Ärztliche Vorprüfung 27.08.1974
Ärztliche Prüfung (1. Abschnitt) 29.08.1975
Zahnärztliche Vorprüfung 07.10.1975
Ärztliche Prüfung (2. Abschnitt) 15.09.1977
Ärztliche Prüfung (3. Abschnitt) 24.10.1978
Promotion Dr. med. 03.04.1979
Zahnärztliche Prüfung 30.11.1979
Verehelichung mit Elfriede Ohneis, geb. Rohrmeier am
21.06.1979
Bundeswehr : 01.12.1979 bis 28.02.1981
Letzter Dienstgrad: Stabsarzt
Weiterbildung: 01.03.1981 bis 30.11.1981 als Assistent
in freier Praxis
Niederlassung: in Abensberg im Dezember 1981

